

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE PLANALTINA

JÚLIA CURRALADAS BARBOSA

INFLUÊNCIAS AMBIENTAIS E ESPACIAIS SOBRE A
COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM RIACHOS DO CERRADO

Planaltina/DF

2018

JÚLIA CURRALADAS BARBOSA

INFLUÊNCIAS AMBIENTAIS E ESPACIAIS SOBRE A
COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM RIACHOS DO CERRADO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso
de Gestão Ambiental da Faculdade UnB de Planaltina,
como requisito parcial à obtenção do título de bacharel
em Gestão Ambiental.

Orientador: Ludgero Cardoso Galli Vieira

Co-Orientador: Leonardo Fernandes Gomes

Planaltina/DF

2018

FICHA CATALOGRÁFICA

Curraladas Barbosa, Júlia

Influências Ambientais e Espaciais Sobre a Comunidade Zooplanctônica em Riachos do Cerrado / Júlia Curraladas Barbosa. Planaltina - DF, 2018. 32 f.

Monografia _ Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília.

Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental.

Orientador: Ludgero Cardoso Galli Vieira

1. Metacomunidade 2. Zooplâncton 3. Esforço Amostral 4. Processos Estocásticos 5. Perturbações

I. Barbosa, Júlia II. Influências Ambientais e Espaciais Sobre a Comunidade Zooplanctônica em Riachos do Cerrado

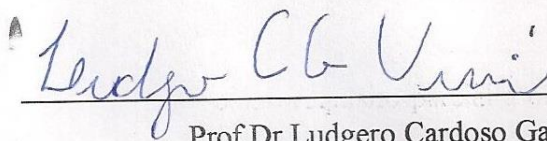
JÚLIA CURRALADAS BARBOSA

INFLUÊNCIAS AMBIENTAIS E ESPACIAIS SOBRE A
COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM RIACHOS DO CERRADO

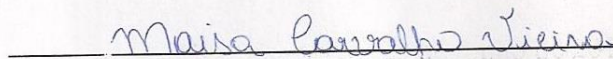
Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso
de Gestão Ambiental da Faculdade UnB de Planaltina,
como requisito parcial à obtenção do título de bacharel
em Gestão Ambiental.

Planaltina-DF, 23 de junho de 2018

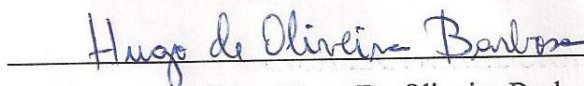
BANCA EXAMINADORA:



Prof.Dr Ludgero Cardoso Galli Vieira



Msc. Maísa Carvalho Vieira



Msc. Hugo De Oliveira Barbosa

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Universidade de Brasília – Campus FUP, principalmente ao curso de Gestão Ambiental que me proporcionou ensinamentos que vão muito além da esfera acadêmica e serão experiências que levarei para a vida inteira. Tive a oportunidade de me cercar de pessoas maravilhosas, conhecer lugares incríveis e quebrar paradigmas. Frequentar uma universidade pública com certeza me agregou valores fortes e puros, onde pré-conceitos foram eliminados e deram espaço a uma cabeça aberta e um novo lema: não julgue uma realidade que você não vive.

Para isso, devo agradecer também ao meu namorado, melhor amigo, parceiro e também graduando do curso, Leonardo Milhomem, que acompanhou toda a minha jornada acadêmica de perto, sempre tentando facilitar e melhorar os meus dias que por vezes foram cansativos e mudando meus pensamentos para melhor, com sua visão bondosa e empática da vida e de todos.

Tive a oportunidade de estagiar desde o meu primeiro semestre no curso e foi uma das melhores decisões que eu tomei, por que tive contato com muitas pessoas talentosas e áreas de atuação diferentes onde pude ter um panorama sobre o que esse curso poderia me proporcionar no futuro, por isso agradeço a professora Lucijane Monteiro que confiou em mim e me ofereceu meu primeiro estágio no Centro Interdisciplinar de Estudos em Transportes, logo depois na Embrapa Cerrados com a orientação da Eloisa Ferreira e por fim no Ministério do Meio Ambiente auxiliando a Adriana Lustosa. Além delas, tive a oportunidade de conhecer Tânia Cristina Cruz, atual coordenadora do curso e com certeza uma mãe e amiga para todos os seus alunos. Quatro mulheres incríveis que posso me espalhar para buscar alcançar muitas conquistas profissionais.

Um agradecimento especial ao Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas, querido Laboratório NEPAL e todos os seus integrantes, porque sem vocês, talvez não pudesse ter concluído a minha pesquisa e meu TCC com tanta certeza que aprendi e me superei ao longo desse um ano de trabalho. Principalmente com a ajuda do meu co-orientador Leonardo Gomes, pela sua paciência em me ensinar do zero a caminhada desta vida acadêmica que nitidamente você segue por amor e ao meu orientador Ludgero Vieira que me surpreendeu pela sua sabedoria e cuidado na hora de ensinar, além da humildade e

vontade de fazer todos ao seu redor crescerem e darem o seu melhor. Além da Empresa Anglo American que financiou a minha pesquisa em parceria com a Universidade Federal do Goiás (UFG) - FUNAPE.

Agradeço também as minhas amigas inseparáveis Isabela, Gabriela e Deyse, por animarem os meus dias e dividirem um pouco da vida de cada uma comigo, as histórias contadas nos banheiros da faculdade jamais serão esquecidas. E vários outros amigos que acrescentaram muito em minha vida.

E por último, mas nunca menos importante, agradeço pela família maravilhosa que eu tenho, onde meus pais Soraia e João Everardo me deram uma educação e ensinamentos impecáveis que me tornaram a pessoa que sou hoje. Tiveram confiança na criação que me deram, nunca precisando me cobrar notas ou qualquer outro esclarecimento referente à minha graduação e sempre vibrando com cada uma de minhas conquistas e me apoiando no que for necessário.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	11
2.	MATERIAL E MÉTODOS	12
2.1.	ÁREA DE ESTUDO	12
2.2.	COLETA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	13
2.3.	COLETA E IDENTIFICAÇÃO DO ZOOPLÂNCTON.....	13
2.4.	ANÁLISE DE DADOS	14
3.	RESULTADOS	15
4.	DISCUSSÃO	18
5.	CONCLUSÃO	20
	MATERIAL COMPLEMENTAR.....	21
	REFERÊNCIAS	28

APRESENTAÇÃO

A ecologia de metacomunidades objetiva estudar a estruturação de comunidades locais em seu contexto regional (LEIBOLD et al., 2004), sendo considerada uma das mais promissoras em relação ao estudo e entendimento das mudanças ecológicas (WINEGARDNER et al., 2012), principalmente após o reconhecimento de que as dinâmicas e interações nas comunidades locais não funcionam de forma isolada (LEIBOLD et al., 2004). Sendo assim, os fatores ambientais locais deixaram de ser os únicos considerados responsáveis pelas mudanças nas dinâmicas e estruturas das comunidades ecológicas e começaram a enxergar cada vez mais um papel importante desempenhado pelos fatores espaciais (COTTENIE, 2005).

Os ecossistemas de água doce desempenham um papel fundamental no desenvolvimento dessa teoria, visto que apresentam diferentes graus de conexão (BROWN et al., 2011) e também são particularmente afetados por distúrbios antrópicos (ORTEGA; RAZOLA; GARZÓN, 2014). Por isso, esses ambientes são de grande importância e prioridade de conservação das características ambientais naturais ou menos perturbadas (ABELL; ALLAN; LEHNER, 2007).

Nesse estudo, as unidades amostrais correspondem a riachos dos municípios de Niquelândia e Barro Alto, no estado de Goiás, que fazem parte da Bacia Hidrográfica do Alto Tocantins. Esta bacia está inserida no contexto macrorregional da Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia, que é a segunda maior região brasileira em termos de disponibilidade hídrica (FERREIRA; TOKARSKI, 2007).

A comunidade biológica estudada foi composta pelos organismos zooplancônicos. Esse termo é generalizado para grupos de categorias sistemáticas diferentes, onde a característica geral de ambos é habitar principalmente a coluna d'água (ESTEVES, 1988). Foram utilizados quatro grupos: amebas testáceas, rotíferos, cladóceros e copépodes, que podem ser considerados os organismos que mais representam essa comunidade em ambientes aquáticos continentais (PEREIRA et al., 2011). O zooplâncton é conhecido por desempenhar um papel fundamental na cadeia alimentar por meio da transferência de massa e energia para os níveis tróficos superiores (ESTEVES, 1988) e por rastrear mudanças no ambiente associadas a perturbações (ANAS et al., 2017), onde mudanças na

composição da sua comunidade podem representar respostas às variáveis ambientais, devido sua alta diversidade taxonômica (GYLLSTRÖM et al., 2005). Além disso, um programa de biomonitoramento com zooplâncton tem um bom custo benefício, pela sua fácil coleta e baixo custo de análise das variáveis que influenciam essa comunidade. (MARMOREK; KORMAN, 1993).

RESUMO

Os ecossistemas de água doce desempenham um papel essencial para o desenvolvimento da teoria de metacomunidades, por apresentarem diferentes graus de conexão. Visto isso avaliamos as seguintes questões: (i) Qual o esforço amostral necessário para estimar com eficiência a diversidade biológica dos organismos zooplancônicos? (ii) Qual a importância das variáveis ambientais e espaciais sobre a comunidade zooplancônica? Foram amostrados dez riachos no município de Barro Alto e dez em Niquelândia, ambos no estado de Goiás. Realizamos uma curva de acumulação de espécies, juntamente com a projeção do estimador *Jackknife I* onde foi possível amostrar mais de 70% da riqueza biológica estimada. Uma Análise de Redundância parcial (pRDA) que mostrou que as frações espaciais e ambientais não apresentaram significância e um correlograma de *Mantel*, onde não apresentou significância positiva entre as distancias espaciais dos riachos e a estruturação da comunidade biológica. Concluimos que os riachos possuem alto grau de aleatoriedade das espécies, devido suas perturbações frequentes como os períodos de seca e chuva e processos estocásticos, o que poderia impedir um ordenamento de espécies nas metacomunidades. Além da falta de algumas variáveis no estudo que poderiam ser influenciadoras dessa comunidade e pela necessidade de um maior esforço amostral e melhor distribuição de espécies para contemplar diferentes gradientes ambientais.

Palavras-chave: Metacomunidade, Zooplâncton, Esforço Amostral, Processos Estocásticos, Perturbações.

ABSTRACT

Freshwater ecosystems play an essential role in the development of the theory of metacommunities, because they have different degrees of connection. Given this, we evaluated the following questions: (i) What is the sampling effort required to efficiently estimate the biological diversity of zooplanktonic organisms? (ii) What is the importance of environmental and spatial variables on the zooplankton community? Ten streams were sampled in the municipality of Barro Alto and ten in Niquelândia, both in the state of Goiás. We performed a curve of species accumulation along with the projection of the Jackknife 1 estimator where it was possible to sample more than 70% of the estimated biological richness. A Partial Redundancy Analysis (PDR) that showed that spatial and environmental fractions were not significant and a Mantel correlogram, where it did not present positive significance between the spatial distances of the streams and the structuring of the biological community. We conclude that the streams have a high degree of randomness of the species, due to their frequent disturbances such as periods of drought and rain and stochastic processes, which could prevent a species ordering in the metacommunities. Besides the lack of some variables in the study that could be influencers of this community and the necessity of a greater sample effort and better distribution of species to contemplate different environmental gradients.

Keywords: Metacommunity, Zooplankton, Sampling Effort, Stochastic Processes, Disturbances.

1. INTRODUÇÃO

Apesar das abordagens ecológicas clássicas buscarem compreender os padrões de abundância e distribuição de espécies em comunidades locais de forma isolada (LEIBOLD et al., 2004), com a abordagem de metacomunidades reconheceu-se a necessidade de incluir as dinâmicas regionais de dispersão de espécies (COTTENIE, 2005). Essa teoria, que considera os processos ecológicos em escalas espaciais diversificadas (LEIBOLD et al., 2004), tem se mostrado promissora para a compreensão das mudanças ambientais (WINEGARDNER et al., 2012).

A teoria de metacomunidades busca avaliar a influência dos preditores ambientais e espaciais sobre a composição de espécies em uma região e baseia-se em quatro perspectivas principais: *species sorting*, *mass effect*, *patch dynamics* e *neutral* (LEIBOLD et al., 2004). A perspectiva de *species sorting* é fundamentada pelos processos de nicho, onde assume que os fatores ambientais promovem a variação na composição da comunidade (DONG et al., 2016). Já o *mass effect* surge de uma alta taxa de dispersão entre manchas conectadas e com diferentes condições ecológicas para as espécies se manterem (LEIBOLD et al., 2004). O *patch dynamics* assume que várias manchas de habitat idênticas passam por extinções estocásticas e determinísticas, mas que são neutralizadas pelos efeitos de dispersão. E a abordagem *neutral* pressupõe que as espécies são equivalentes ecologicamente, no qual a comunidade é influenciada por padrões aleatórios que mudam a sua composição (LEIBOLD et al., 2004). Essa dinâmica é ditada por perdas e ganhos através de processos de extinção e emigração; imigração e especiação respectivamente (BROWN et al., 2011).

Porém, essas abordagens são tratadas como mutualmente exclusivas, o que torna esse enquadramento criticado (BROWN et al., 2017), já que ambos os processos de nicho e neutro podem influenciar simultaneamente as dinâmicas de uma comunidade (ADLER; HILLERISLAMBERS; LEVINE, 2007; LEIBOLD; MCPEEK, 2006; VERGNON; DULVY; FRECKLETON, 2009).

Incorporar comunidades locais dentro de uma dinâmica de metacomunidades pode promover interconexões espaciais por meio de dispersões ativas ou passivas, que alteram a composição de espécies e processos da comunidade (LEIBOLD et al., 2004), principalmente em ambientes aquáticos, que são tipicamente interconectados como redes (BROWN et al., 2011; COTE et al., 2009; GRANT; LOWE; FAGAN, 2007).

Nestes ambientes, a capacidade de interconectividade entre as comunidades locais depende das habilidades de dispersão dos organismos diante das diferentes extensões espaciais (HEINO et al., 2015b). Para os dispersores passivos, a capacidade de dispersão é altamente dependente do vetor responsável pelo transporte (BIE et al., 2012) onde os organismos respondem e orientam seus movimentos de acordo com o movimento do fluxo de água (GRANT; GREEN; LOWE, 2009). Como é o caso dos organismos zooplânctônicos que são capazes de rastrear mudanças no ambiente causadas por impactos antrópicos e por isso considerados bons indicadores de condições ambientais (ANAS et al., 2017).

Logo, estudos que objetivam quantificar a diversidade biológica e descrever os padrões espaciais de distribuição das espécies são fundamentais (BINI et al., 2008) mas determinar o esforço amostral suficiente para descrever corretamente os padrões de biodiversidade ao longo de um gradiente ambiental apresenta dificuldades (MEHNER; HÖLKER; KASPRZAK, 2005). Com base nisso, buscamos avaliar as seguintes questões: (i) Qual o esforço amostral necessário para estimar com eficiência a diversidade biológica dos organismos zooplanctônicos? (ii) Qual a importância das variáveis ambientais e espaciais sobre a comunidade zooplanctônica?

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em riachos da Bacia do Alto Tocantins que tem uma extensão de aproximadamente 12.380.000 hectares e está inserida no domínio do Cerrado, contexto macroregional da Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia. O Rio Tocantins nasce no Planalto de Goiás, a cerca de 1.000 m de altitude e é formado pelos Rios das Almas e Maranhão (FERREIRA; TOKARSKI, 2007). A região tem temperatura média anual de 26°C, com o período chuvoso entre outubro e abril e o período de estiagem entre maio e setembro (MMA, 2006).

Foram coletadas 20 amostras, sendo dez no município de Barro Alto e dez no município de Niquelândia, ambos no estado de Goiás (Figura 1) e foram realizadas entre maio e junho de 2016. Os municípios têm sua economia baseada na agricultura, mas

principalmente na mineração, onde Niquelândia com 9.847 km² é maior município do estado de Goiás e um dos maiores produtores de níquel do mundo (FERREIRA; TOKARSKI, 2007).

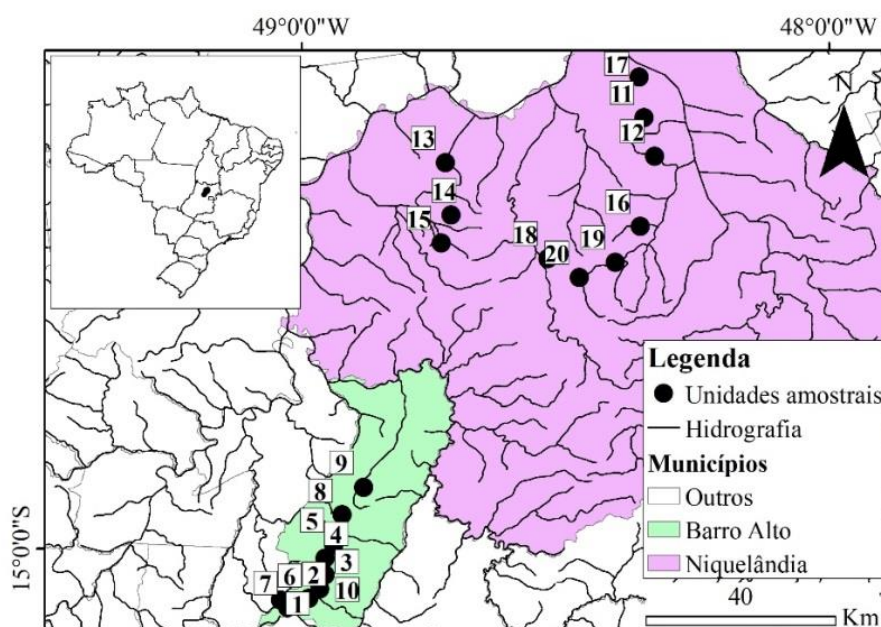


Figura 1. Localização da área de estudo (ANA, [s.d.]). Os pontos pretos indicam a localização das unidades amostrais selecionadas em Barro Alto (enumeradas de 1 à 10) e Niquelândia (enumeradas de 11 à 20).

2.2. Coleta das variáveis ambientais

Os dados referentes à largura do riacho (m), profundidade do riacho (m) e o fluxo (rpm) foram medidos em 5 transectos com uma distância de 20 m e depois realizamos uma média para cada variável. Para a largura, foi utilizada uma trena, profundidade foi utilizado um profundímetro e o fluxo foi calculado meio de um fluxômetro. Condutividade (mS/cm), oxigênio dissolvido (mg/cm³), pH, temperatura (°C) e Potencial de Oxiredução (ORP) foram obtidos através de sonda multiparamétrica.

2.3. Coleta e identificação do zooplâncton

Para a coleta das amostras de zooplâncton foram filtrados 300 litros de água por meio de uma rede de plâncton com abertura de malha de 20 µm. O armazenamento foi

feito em frascos de polietileno identificados em relação à unidade amostral e data da coleta. O material foi conservado em formol 4% e tamponados com tetraborato de sódio. No laboratório, o volume concentrado variou entre 50 a 150 mL que dependiam da quantidade de sedimentos em cada amostra.

Para identificação utilizamos chaves taxonômicas especializadas para os quatro grupos do zooplâncton: cladóceros, rotíferos, amebas testáceas e copépodes. O volume concentrado variou entre um a 70 mL onde o objetivo era alcançar entre 150 a 200 organismos por amostra na leitura quantitativa, onde foi utilizada pipeta do tipo Hensen Stempel. Para a leitura qualitativa foi utilizada pipeta do tipo *pasteur* até não encontrar nenhuma espécie nova (GLIWICZ; LARSSON, 1976). Os organismos foram identificados ao menor nível taxonômico possível por meio de microscópio óptico (Olympus Cx 21) e uma adaptação da Câmara Sedgewick-Rafte. Os dados em relação à densidade de espécies foram expressos em ind.m^{-3} .

2.4. Análise de dados

Todas as análises subsequentes foram realizadas no programa estatístico R. A fim de avaliar o esforço amostral necessário para estimar a composição de espécies, foi projetada uma curva de acumulação de espécies juntamente com uma projeção do estimador *Jackknife 1*, função *poolaccum* do pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2018) para verificar se o número de espécies encontradas ocorreu de acordo com o esperado em cada município.

Para avaliar o efeito de predição das variáveis ambientais e espaciais sobre a comunidade zooplânctônica houve um tratamento dos dados: para as variáveis biológicas (zooplâncton) os dados de densidade foram inicialmente logaritimizados ($x+1$) e padronizados com *hellinger*, através da função *decostand*. Os dados ambientais limnológicos foram padronizados com *standardize*, através da função *decostand*. E os dados espaciais de coordenadas decimais foram transformados em matriz de distâncias Euclidianas e submetidos a uma análise de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas – PCNM (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2018; DRAY; LEGENDRE; PERES-NETO, 2006), com a finalidade de modelar a estrutura espacial das unidades amostrais. Após esse tratamento dos dados e a extração das variáveis preditoras colineares, foi realizada uma Análise de Redundância Parcial (pRDA), através da

função *varpart*, pacote *vegan*, onde o conjunto de variáveis biológicas foi inserido como resposta aos preditores ambientais limnológicos e espaciais.

Para verificar o padrão de autocorrelação espacial das variáveis biológicas, foi realizado um correlograma, com base no índice de *Mantel* em correspondência ao aumento da distância entre as unidades amostrais. Com isso, verificamos se as unidades amostrais de Niquelândia e Barro Alto, separadas de acordo com classes de distâncias, apresentam um padrão de similaridade ou dissimilaridade de composição de espécies. Os dados biológicos foram transformados de acordo com a padronização de *hellinger*, enquanto os dados espaciais de coordenadas decimais foram convertidos para um plano cartesiano de distâncias através da função *geoXY*, pacote *SoDA*. Posteriormente, os dados espaciais de coordenadas cartesianas foram inseridos, juntamente os resíduos das regressões entre as variáveis biológicas e os dados espaciais de latitude e longitude na função *mantel.correlog*, pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2018). A análise foi realizada com 999 permutações e as classes de distâncias foram automaticamente calculadas de acordo com a regra de *Sturge* (BORCARD; GILLET; LEGENDRE, 2018).

3. RESULTADOS

No município de Barro Alto foram encontradas um total de 125 espécies de zooplâncton nos dez riachos amostrados, das quais duas espécies pertencem ao grupo dos cladóceros, cinco dos copépodes, 35 dos rotíferos e 85 das amebas testáceas. O estimador *Jackknife* estimou que deveriam ter sido encontradas 176 espécies, portanto, 71% da riqueza estimada foi amostrada (Figura 2a).

Em Niquelândia, 71,4% da riqueza estimada foi amostrada, onde das 117 espécies amostradas uma espécie pertence ao grupo dos cladóceros, sete dos copépodes, 32 dos rotíferos e 77 das amebas testáceas. O estimador *Jackknife* estimou que deveriam ser encontradas 163,8 espécies (Figura 2b).

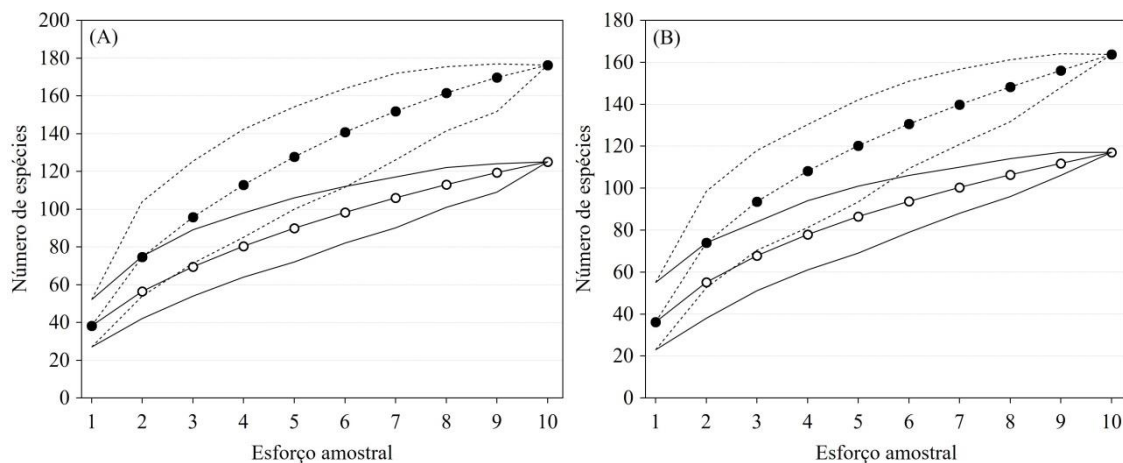


Figura 2. Curva de acumulação de espécies encontradas (pontos abertos) sobreposta com a curva de acumulação de espécies estimada pelo estimador *Jackknife* (pontos fechados) do município de Barro Alto (A) e Niquelândia (B).

O Correlograma de *Mantel* não apresentou autocorrelação espacial positiva significativa entre as unidades amostrais dos dois municípios, independentemente das classes de distâncias. Apenas os pontos mais próximos nos dois municípios (Barro Alto < 3 km e Niquelândia < 10 km) apresentaram valor negativamente significativo (Figura 3).

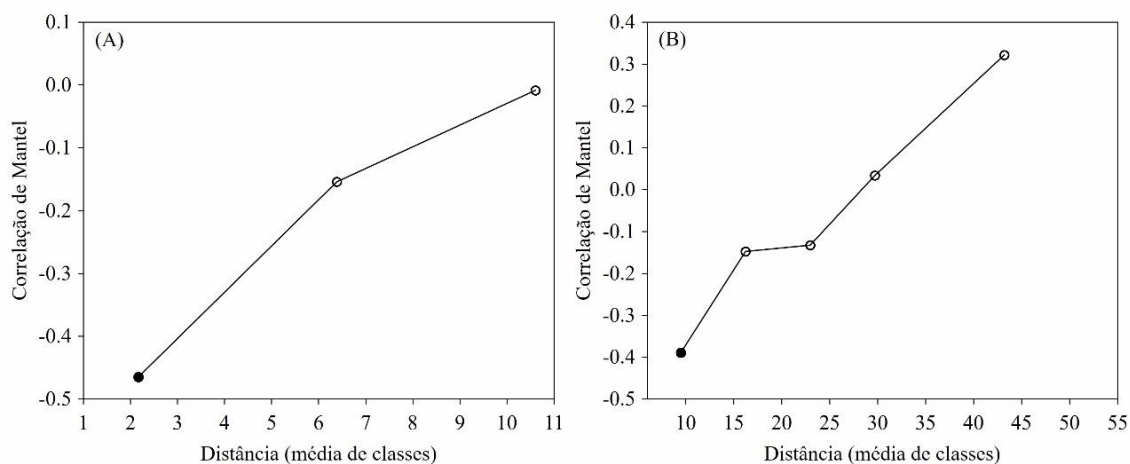


Figura 3. Correlograma de *Mantel* representando as unidades amostrais de (A) Barro Alto e (B) Niquelândia de acordo com a classe de distancias e autocorrelação com a comunidade biológica. Os pontos fechados indicam que houve correlação significativa.

Em relação à densidade de indivíduos (Figura 4a), as 20 unidades amostrais somaram 447.808 ind.m⁻³, onde as amebas testáceas foram as mais representativas (86,4%), seguida por rotíferos (12%), copépodes (1,4%) e cladóceros (0,2%).

Barro Alto apresentou uma densidade total de $75.826 \text{ ind.m}^{-3}$, sendo 68.443 amebas testáceas, 6.967 rotíferos, 332 copépodes e 84 cladóceros. Já Niquelândia apresentou densidade muito superior, $371.982 \text{ ind.m}^{-3}$, com predominância das amebas testáceas, 318.661, seguido por rotíferos com 47.141, copépodes com 6.124 e cladóceros com 56 indivíduos. Portanto, o grupo dos cladóceros foi o único que apresentou densidade menor que em Barro Alto.

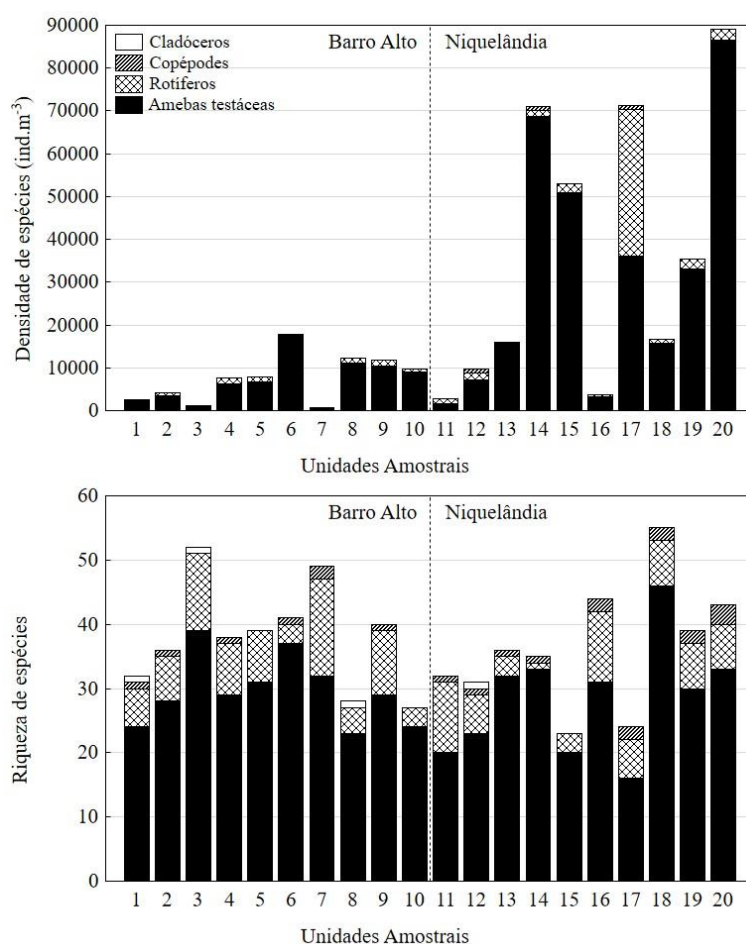


Figura 4. A linha tracejada divide as unidades amostrais de Barro Alto e Niquelândia. (A) representa a riqueza de espécies por grupo zooplantônico em cada unidade amostral e (B) a densidade de espécies por grupo zooplantônico e unidades amostrais.

A riqueza de espécies foi constante entre todas as unidades amostrais, com predominância das amebas testáceas, seguida por rotíferos, copépodes e cladóceros (Figura 4b).

As amebas testáceas apresentaram maior riqueza e densidade de espécies em todas as unidades amostrais, as espécies com maior densidade foram *Centropyxis*

aculeata (40.958), *Diffflugia elegans* (30.452), *Centropyxis discoides* (30.076) e *Arcella discoides* (27.395).

Os resultados da RDAP demonstraram que os componentes puramente ambiental e espacial (R^2 ajustado=0,07 e $P=0,112$; e R^2 ajustado=0,00 e $P=0,496$, respectivamente) não influenciaram a estrutura das comunidades.

4. DISCUSSÃO

A coleta de amostras deve envolver compensação de custo-benefício e cada estudo tem objetivos específicos que norteiam a quantidade de informações necessárias (SAITO; FONSECA-GESSNER; SIQUEIRA, 2015). De acordo com o intuito do trabalho, conseguimos amostrar uma porcentagem razoável da riqueza da comunidade zooplanctônica nos dois municípios. Poderíamos ter chegado a um número mais satisfatório com o aumento da quantidade de unidades amostrais, visto que a coleta de mais amostras se aproximaria da quantidade real da composição da comunidade (BONAR; FEHMI; MERCADO-SILVA, 2011).

Porém um bom resultado na taxa de acumulação de espécies não depende apenas dos processos de amostragem, mas sim, de uma combinação da extensão espacial do estudo, onde manchas maiores apresentam maior número de organismos (ANGERMEIER; SCHLOSSER, 1989) da distribuição e do número de amostras (BONAR; FEHMI; MERCADO-SILVA, 2011) e complexidade do habitat onde fluxos mais homogêneos exigem um maior esforço amostral para caracterizar a comunidade biológica estudada (FISCHER; PAUKERT, 2009).

As influências ambientais e espaciais podem ser entendidas como processos determinísticos na montagem de uma comunidade (COTTENIE, 2005), mas no nosso estudo essas variáveis foram pobres preditoras, onde ambas não apresentaram significância. Logo, não conseguimos enquadrar a dinâmica da comunidade zooplanctônica em nenhuma das principais perspectivas da teoria de metacomunidades. Isso reafirma a crítica de que existem comunidades que não estarão totalmente enquadradas em apenas um desses paradigmas, onde existe a necessidade da flexibilização e integração destes (WINEGARDNER et al., 2012).

Esse baixo poder explicativo das variáveis ambientais pode ter ocorrido devido outras variáveis locais bióticas e abióticas que não foram medidas e podem ser potencialmente influenciadoras dessa comunidade (COTTENIE et al., 2003). A região de estudo sofre intensa atividade de mineração e a contaminação por metais influencia a composição da comunidade zooplanctônica (COTTENIE et al., 2003) onde esses organismos apresentaram sensibilidades fisiológicas a estas condições (ANAS et al., 2017) e essas variáveis não foram mensuradas. Além disso, o estudo não obteve dados referentes ao regime de predação, que vem se mostrando importante em relação à composição desses organismos (ANAS et al., 2017), principalmente por parte de peixes (STEPHAN, 2017).

Porém valores explicativos baixos das variáveis ambientais e espaciais podem ser comuns para os sistemas de riacho (HEINO et al., 2015a) onde esses componentes estudados puramente, não apresentaram significância (GRÖNROOS et al., 2013; HEINO et al., 2012).

Além disso, não são só os processos determinísticos que operam a dinâmica e estrutura de uma comunidade, eles podem ser críticos na montagem de uma comunidade, principalmente sob fortes condições ambientais, mas os processos estocásticos como colonizações e extinções podem ser ainda mais importantes (CHASE; MYERS, 2011). Logo, quando existem os processos estocásticos acontecendo simultaneamente com os determinísticos se torna difícil detectar os processos de nicho, ainda mais em sistemas de riachos que sofrem frequentes perturbações com os períodos de seca e chuva (LAKE, 2000), que podem abalar a correspondência entre o ambiente e os organismos, acarretando em graus elevados de aleatoriedade de espécies que não podem ser explicados pelas variáveis ambientais (HEINO; MYKRÄ, 2008).

Não foi possível identificar um padrão entre a comunidade biológica e as distâncias espaciais das unidades amostrais. Isso também pode ter relação com os processos estocásticos e perturbações presentes (CHASE; MYERS, 2011; HEINO; MYKRÄ, 2008) e também pelo fato dos ecossistemas de riachos serem estruturados como redes (BROWN et al., 2011; FAGAN, 2002) e a conectividade hidrológica entre eles apresenta efeitos significativos na comunidade zooplanctônica (FORBES; CHASE, 2002). Modelos espaciais baseados nas distâncias de cursos d'água apresentaram melhor desempenho do que aqueles baseados nas distâncias terrestres, que foi o utilizado no estudo, e a direção do fluxo de água provou ser importante na explicação

dos processos espaciais de metacomunidades aquáticas (LANDEIRO et al., 2011; LIU et al., 2013), porém não tivemos acesso a estes dados.

Em termos de riqueza de espécies de amebas testáceas, a região Centro-Oeste já foi considerada a mais abundante (LANSAC-TÔHA, 2007) e as espécies das famílias Diffugiidae, Centropyxidae e Arcellidae, são muito frequentes em águas continentais brasileiras (ALVES et al., 2010; LANSAC-TÔHA et al., 2014) e nesse estudo não foi diferente. Isso se deve ao fato de que as espécies dessas famílias apresentam em sua maioria formas de conchas que são mais resistentes, o que pode facilitar a sua ocupação no ambiente planctônico (LANSAC-TÔHA, 2007; LANSAC-TÔHA et al., 2014).

5. CONCLUSÃO

A abrangência da amostragem pode ter influenciado nossos resultados em relação às baixas respostas das variáveis ambientais, visto que podem não ter sido suficientes para detectar tais influências, fazendo-se necessário a ampliação da área de coleta. Além disso, as características dos riachos podem influenciar a variabilidade amostral (FISCHER; PAUKERT, 2009) onde deve existir uma análise prévia para a escolha da distribuição das unidades amostrais, para contemplar diferentes condições ambientais, coletando desde riachos conservados até degradados, onde acreditamos que assim teríamos a variabilidade necessária para detectar a influência das variáveis ambientais. Além disso, a falta de fatores bióticos e abióticos importantes na estruturação da comunidade biológica pode ter influenciado no baixo valor explicativo das variáveis ambientais (COTTENIE et al., 2003).

Além disso, os processos estocásticos e determinísticos podem operar simultaneamente na estruturação de uma comunidade e isso dificulta o entendimento dos processos de nicho que estão ocorrendo (CHASE; MYERS, 2011), e o rompimento da correspondência entre a comunidade e o ambiente pode ocorrer devido os processos imprevisíveis e espacialmente variados, como as perturbações como épocas de seca e chuva, causando alto grau de aleatoriedade de espécies (HEINO et al., 2015a).

Distâncias terrestres não devem ser os únicos preditores espaciais para análises em multiescala (LANDEIRO et al., 2011), a consideração da conectividade, direcionalidade do fluxo e o tipo de dispersão dos organismos são importantes para

conseguirmos uma melhor compreensão das influências da variável espacial (LIU et al., 2013).

MATERIAL COMPLEMENTAR

Tabela 1. Média, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e valores mínimos (Min) e máximos (Max) das variáveis ambientais coletadas nas unidades amostrais.

Variáveis ambientais	Média	DP	CV(%)	Min	Max
Profundidade (m)	0,2	0,1	58,1	0,1	0,6
Fluxo (rpm)	340,0	304,7	89,6	0,0	981,8
Largura (m)	977,3	1690,7	173,0	1,3	6274,0
Largura média das margens (m)	18,5	8,9	48,3	4,0	30,0
Condutividade (mS/cm)	157,0	125,5	80,0	22,7	444,8
Oxigênio Dissolvido (mg/l)	9,0	0,9	10,2	7,3	10,2
Ph	7,7	0,3	3,2	7,1	8,1
Temperatura (°C)	21,7	1,6	7,5	18,6	25,9
Potencial de Oxidação (ORP)	58,9	31,6	53,8	17,9	140,0

Tabela 2. Lista de espécies encontradas nas unidades amostrais de Barro Alto e Niquelândia organizadas por família, gênero e espécie com dados referentes à média e desvio padrão (DP) de cada espécie.

Grupos	Família	Gênero	Espécies	Média	DP
Cladóceros					
	Chydoridae	Alona	<i>Alona incredibilis</i>	0,16667	0,74536
	Chydoridae	Coronatella	<i>Coronatella poppei</i>	2,77778	12,4226
	Chydoridae	Nicsmirnovius	<i>Nicsmirnovius paggii</i>	4	17,8885
Copépodes					
	Ameiridae	Harpacticoida	<i>Harpacticoida</i>	25	111,803
	Cyclopidae	Copepodito	Copepodito cyclopoida	20,8833	75,858
	Cyclopidae	Microcyclops	<i>Microcyclops</i> sp. 1	0,21667	0,76682
	Cyclopidae	Microcyclops	<i>Microcyclops</i> sp. 2	4,16667	18,6339
	Cyclopidae	Nauplius	Nauplius cyclopoida	97,1096	227,061
	Cyclopidae	Thermocyclops	Thermocyclops	0,05	0,22361
	Diaptomidae	Argyrodiaptomus	Argyrodiaptomus sp.	0,05	0,22361

Grupos	Família	Gênero	Espécies	Média	DP
	Diaptomidae	Nauplius	Nauplius calanoyda	175,383	590,934
Rotíferos					
	Brachionidae	Keratella	<i>Keratella americana</i>	0,33333	1,49071
	Brachionidae	Keratella	<i>Keratella cochlearis</i>	15,3833	42,8425
	Bdelloidea			711,142	2201,27
	Dicranophoridae	Dicranophorus	<i>Dicranophorus hauerianus</i>	1,79487	8,02691
	Dicranophoridae	Encentrum	<i>Encentrum putorius</i>	1,19048	5,32397
	Dicranophoridae	Euchlanis	<i>Euchlanis incisa</i>	0,16667	0,74536
	Dicranophoridae	Euchlanis	<i>Euchlanis lyra</i>	1,19048	5,32397
	Dicranophoridae	Euchlanis	<i>Euchlanis minuta</i>	0,05	0,22361
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane aculeata</i>	0,21667	0,76682
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane aguessi</i>	3,58974	16,0538
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane bulla</i>	361,573	705,059
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane closterocerca</i>	0,21667	0,76682
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane cornuta</i>	17,05	74,4603
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane decipiens</i>	1,19048	5,32397
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane elsa</i>	6,66667	21,2201
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane furcata</i>	9,04762	31,1264
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane glypta</i>	1,25	5,59017
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane haliclysta</i>	1,24048	5,31689
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane hamata</i>	4,95	18,7371
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane inopinata</i>	0,21667	0,76682
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane kluchor</i>	0,21667	0,76682
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane leontina</i>	0,21667	0,76682
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane luna</i>	1,95714	5,93856
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane lunaris</i>	155,134	387,251
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane murrayi</i>	4,16667	18,6339
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane nana</i>	0,16667	0,74536
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane proietta</i>	0,05	0,22361
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane pyriformis</i>	0,33333	1,49071
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane schraederi</i>	0,16667	0,74536
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane stenroosi</i>	25,8333	111,648

Grupos	Família	Gênero	Espécies	Média	DP
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane stichaea</i>	3,33333	14,9071
	Lecanidae	Lecane	<i>Lecane sylvatica</i>	0,05	0,22361
	Lepadellidae	Colurella	<i>Colurella</i> sp.	0,05	0,22361
	Lepadellidae	Lepadella	<i>Lepadella acuminata</i>	0,16667	0,74536
	Lepadellidae	Lepadella	<i>Lepadella cristata</i>	0,5	2,23607
	Lepadellidae	Lepadella	<i>Lepadella kluchor</i>	0,5	2,23607
	Lepadellidae	Lepadella	<i>Lepadella ovalis</i>	111,923	296,788
	Lepadellidae	Lepadella	<i>Lepadella patella</i>	1130,49	4061,74
	Lepadellidae	Lepadella	<i>Lepadella quadricarinatus</i>	14,2949	56,0553
	Lepadellidae	Squatinella	<i>Squatinella mutica</i>	8,38333	37,2567
	Notommatidae	Cephalodella	<i>Cephalodella gibba</i>	5,55556	24,8452
	Notommatidae	Cephalodella	<i>Cephalodella gracilis</i>	11,6667	52,1749
	Notommatidae	Cephalodella	<i>Cephalodella</i> sp. 1	1,99444	8,68692
	Notommatidae	Cephalodella	<i>Cephalodella</i> sp. 2	0,16667	0,74536
	Notommatidae	Cephalodella	<i>Cephalodella tenuiseta</i>	0,05	0,22361
	Notommatidae	Cephalodella	<i>Cephalodella ventripes</i>	5,83333	26,0875
	Proalidae	Proales	<i>Proales daphnicola</i>	0,05	0,22361
	Trichocercidae	Ascomorphella	<i>Ascomorphella volvocicola</i>	2,38095	10,6479
	Trichocercidae	Trichocerca	<i>Trichocerca bidens</i>	8,33333	37,2678
	Trichocercidae	Trichocerca	<i>Trichocerca capucina</i>	23,0342	74,9348
	Trichotriidae	Macrochaetus	<i>Macrochaetus</i> sp.	50	223,607
Amebas					
Testáceas					
	Arcellidae	Arcella	<i>Arcella brasiliensis</i>	466,667	2087
	Arcellidae	Arcella	<i>Arcella conica</i>	51,8449	223,316
	Arcellidae	Arcella	<i>Arcella costata</i>	1016,38	3140,55
	Arcellidae	Arcella	<i>Arcella crenulata</i>	5,83333	26,0875

Grupos	Família	Gênero	Espécies	Média	DP
	Arcellidae	Arcella	<i>Arcella dentata</i>	8,87778	29,8086
	Arcellidae	Arcella	<i>Arcella discoides</i>	1369,88	1812,35
	Arcellidae	Arcella	<i>Arcella gibbosa</i>	145,833	595,963
	Arcellidae	Arcella	<i>Arcella hemisphaerica</i>	590,039	819,653
	Arcellidae	Arcella	<i>Arcella megastoma</i>	573,814	1686,39
	Arcellidae	Arcella	<i>Arcella rotundata</i>	44,5294	90,9654
	Arcellidae	Arcella	<i>Arcella vulgaris</i>	1092,59	1922,33
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis aculeata</i>	2047,89	3222,67
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis aerophila</i>	395,075	698,344
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis cassis</i>	326,18	454,464
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis constricta</i>	962,643	1117,9
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis delicatula</i>	7,6	29,8261
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis discoides</i>	1503,78	2769,45
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis ecornis</i>	375,789	821,855
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis elongata</i>	4,16667	18,6339
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis gibba</i>	214,853	435,573
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis lithophila</i>	8,61111	28,2978
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis minuta</i>	488,208	1132,16
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis orbicularis</i>	33,3333	115,975
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis plagiostoma</i>	730,159	995,211
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis platystoma</i>	282,659	641,982
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis spinosa</i>	0,38333	1,49571
	Centropyxidae	Centropyxis	<i>Centropyxis sylvatica</i>	155,264	336,327

Grupos	Família	Gênero	Espécies	Média	DP
	Centropxyidae	Cyclopyxis	<i>Cyclopyxis kahli</i>	223,628	478,035
	Centropxyidae	Cyclopyxis	<i>Cyclopyxis leidy</i>	20,8333	93,1695
	Centropxyidae	Cyclopyxis	<i>Cyclopyxis puteus</i>	33,3333	149,071
	cyphoderiidae	Cyphoderia	<i>Cyphoderia ampulla</i>	252,356	374,675
	Difflugidae	Cucurbitella	<i>Cucurbitella mespiliformis</i>	0,16667	0,74536
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia acuminata</i>	3,88889	17,3916
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia amphora</i>	22,5833	59,0531
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia bacillifera</i>	3,13492	9,95433
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia bidens</i>	108,383	446,792
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia binucleata</i>	0,1	0,30779
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia brevicolla</i>	25	111,803
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia bryophila</i>	86,9449	248,9
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia capreolata</i>	54,2667	223,377
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia claviformis</i>	5,88889	24,8114
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia corona</i>	241,24	1003,98
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia curvicaulis</i>	20,8833	65,5168
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia cylindrus</i>	63,55	172,488
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia difficilis</i>	4,16667	18,6339
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia distenda</i>	4,43333	18,5876
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia elegans</i>	1522,6	4045,51
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia geosphaira</i>	0,05	0,22361
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia gigantea</i>	33,3833	112,765
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia glans</i>	0,16667	0,74536
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia globulosa</i>	452,074	796,9
	Difflugidae	Difflugia	<i>Difflugia gramen</i>	133,939	344,466

Grupos	Família	Gênero	Espécies	Média	DP
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia lacustres</i>	15,8833	42,378
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia lanceolata</i>	41,7667	131,033
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia lebes</i>	16,7167	74,5242
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia leidy</i>	0,05	0,22361
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia limnetica</i>	1,19048	5,32397
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia lithophila</i>	614,694	835,731
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia lithoplites</i>	33,3333	149,071
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia lobostoma</i>	0,16667	0,74536
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia mamillaris</i>	5,83333	26,0875
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia microclaviformis</i>	2,55	11,1708
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia minuta</i>	9,33333	37,3007
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia oblonga</i>	494,11	490,509
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia oviformis</i>	20,8333	93,1695
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia penardi</i>	0,38333	1,49571
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia pyriformis</i>	47,5427	88,4975
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia sp.</i>	0,16667	0,74536
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia tuberculata</i>	0,05	0,22361
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia venusta</i>	101,489	338,293
	Diffflugidae	Diffflugia	<i>Diffflugia viscidula</i>	20,05	52,2952
	Diffflugidae	Lesquereusia	<i>Lesquereusia epistomium</i>	3,93889	17,3813
	Diffflugidae	Lesquereusia	<i>Lesquereusia globulosa</i>	81,6944	334,447
	Diffflugidae	Lesquereusia	<i>Lesquereusia inaequalis</i>	8,33333	37,2678
	Diffflugidae	Lesquereusia	<i>Lesquereusia minor</i>	3,93889	17,3813
	Diffflugidae	Lesquereusia	<i>Lesquereusia modesta</i>	0,16667	0,74536

Grupos	Família	Gênero	Espécies	Média	DP
	Diffflugidae	Lesquereusia	<i>Lesquereusia spiralis</i>	280,914	785,485
	Diffflugidae	Netzelia	<i>Netzelia labiosa</i>	0,5	2,23607
	Diffflugidae	Netzelia	<i>Netzelia oviformis</i>	68,1697	179,913
	Diffflugidae	Netzelia	<i>Netzelia spiralis</i>	0,16667	0,74536
	Diffflugidae	Netzelia	<i>Netzelia tuberculata</i>	131,68	407,785
	Diffflugidae	Netzelia	<i>Netzelia wailesi</i>	344,914	566,638
	Euglyphidae	Euglypha	<i>Euglypha acanthophora</i>	87,8333	211,846
	Euglyphidae	Euglypha	<i>Euglypha compressa</i>	0,05	0,22361
	Euglyphidae	Euglypha	<i>Euglypha denticulata</i>	72,05	141,917
	Euglyphidae	Euglypha	<i>Euglypha filifera</i>	191,767	780,353
	Euglyphidae	Euglypha	<i>Euglypha rotunda</i>	0,05	0,22361
	Euglyphidae	Euglypha	<i>Euglypha vulgera</i>	2,77778	12,4226
	Euglyphidae	Trinema	<i>Trinema denticulata</i>	7,05	29,7615
	Euglyphidae	Trinema	<i>Trinema enchelys</i>	287,872	450,016
	Euglyphidae	Trinema	<i>Trinema lineare</i>	35,55	63,5419
	Hyalospheniidae	Nebela	<i>Nebela aliciae</i>	0,05	0,22361
	Hyalospheniidae	Nebela	<i>Nebela collaris</i>	5,57381	19,0596
	Hyalospheniidae	Nebela	<i>Nebela costata</i>	0,33333	1,49071
	Hyalospheniidae	Nebela	<i>Nebela guttata</i>	13,131	38,7604
	Hyalospheniidae	Nebela	<i>Nebela militaris</i>	41,3833	151,448
	Hyalospheniidae	Nebela	<i>Nebela penardiana</i>	0,1	0,30779
	Hyalospheniidae	Nebela	<i>Nebela</i> sp.	1,94444	8,69582
	Hyalospheniidae	Nebela	<i>Nebela speciosa</i>	2,5	11,1803
	Hyalospheniidae	Nebela	<i>Nebela tubulosa</i>	0,16667	0,74536
	Lesquereusiidae	Quadrullella	<i>Quadrullella symmetrica</i>	13,5088	57,2893
	Trigonopyxidae	Trigonopyxis	<i>Trigonopyxis arcula</i>	25,1667	111,767

REFERÊNCIAS

- ABELL, R.; ALLAN, J. D.; LEHNER, B. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. **Biological Conservation**, v. 134, n. 1, p. 48–63, 1 jan. 2007.
- ADLER, P. B.; HILLERISLAMBERS, J.; LEVINE, J. M. A niche for neutrality. **Ecology Letters**, v. 10, n. 2, p. 95–104, 1 fev. 2007.
- ALVES, G. M. et al. Biodiversity of testate amoebae (Arcellinida and Euglyphida) in different habitats of a lake in the Upper Paraná River floodplain. **European Journal of Protistology**, v. 46, n. 4, p. 310–318, 1 nov. 2010.
- ANA. Região Hidrográfica Tocantins-Araguaia — Agência Nacional de Águas. Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/as-12-regioes-hidrograficas-brasileiras/tocantins-araguaia/regiao-hidrografica-amazonica>>. Acesso em: 05 de junho de 2018.
- ANAS, M. U. M. et al. Scale-dependent effects of natural environmental gradients, industrial emissions and dispersal processes on zooplankton metacommunity structure: Implications for the bioassessment of boreal lakes. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 484–494, 1 nov. 2017.
- ANGERMEIER, P. L.; SCHLOSSER, I. J. Species-Area Relationship for Stream Fishes. **Ecology**, v. 70, n. 5, p. 1450–1462, 1 out. 1989.
- BERTRAND, L. et al. Native crustacean species as a bioindicator of freshwater ecosystem pollution: A multivariate and integrative study of multi-biomarker response in active river monitoring. **Chemosphere**, v. 206, p. 265–277, 1 set. 2018.
- BONAR, S. A.; FEHMI, J. S.; MERCADO-SILVA, N. OUP CORRECTED PROOF – FINAL, 14/10/2010, SPi An overview of sampling issues in species diversity and abundance surveys. **Biological Diversity**, 2011.
- BONGERS, T.; FERRIS, H. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 14, n. 6, p. 224–228, 1 jun. 1999.
- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. Cham: Springer International Publishing, 2018.
- BROWN, B. L. et al. Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and

ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, n. 1, p. 310–327, 19 mar. 2011.

CHASE, J. M.; MYERS, J. A. Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 366, n. 1576, p. 2351–63, 27 ago. 2011.

CORTEZZI, S. S. et al. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 99, n. 1, p. 36–43, mar. 2009.

COTE, D. et al. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. **Landscape Ecology**, v. 24, n. 1, p. 101–113, 4 jan. 2009.

COTTENIE, K. et al. Zooplankton Metacommunity Structure: Regional vs . Local Processes in Highly Interconnected Ponds. **Ecology**, v. 84, n. 4, p. 991–1000, 1 abr. 2003.

COTTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecology Letters**, v. 8, n. 11, p. 1175–1182, 1 nov. 2005.

DE MEESTER, L. et al. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 15, n. 6, p. 715–725, 1 nov. 2005.

DONG, X. et al. Flow directionality, mountain barriers and functional traits determine diatom metacommunity structuring of high mountain streams. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 24711, 19 jul. 2016.

ESTEVES, F. DE A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: INTERCIENCIA/FINEP, 1988.

FAGAN, W. F. Connectivity, Fragmentation, And Extinction Risk In Dendritic Metapopulations. **Ecology**, v. 83, n. 12, p. 3243–3249, 1 dez. 2002.

FERREIRA; TOKARSKI. Bacia Hidrográfica Do Alto Tocantins Retrato E Reflexões. 2007.

FISCHER, J. R.; PAUKERT, C. P. Effects of sampling effort, assemblage similarity, and habitat heterogeneity on estimates of species richness and relative abundance of stream fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 66, n. 2, p. 277–290, fev. 2009.

FORBES, A. E.; CHASE, J. M. The role of habitat connectivity and landscape geometry in experimental zooplankton metacommunities. **Oikos**, v. 96, n. 3, p. 433–

440, 1 mar. 2002.

GRANT, E. H.; LOWE, W. H.; FAGAN, W. F. Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. **Ecology Letters**, v. 10, n. 2, p. 165–175, fev. 2007.

GRÖNROOS, M. et al. Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. **Ecology and Evolution**, v. 3, n. 13, p. 4473–4487, nov. 2013.

HEINO, J. et al. Context dependency and metacommunity structuring in boreal headwater streams. **Oikos**, v. 121, n. 4, p. 537–544, abr. 2012.

HEINO, J. et al. A comparative analysis reveals weak relationships between ecological factors and beta diversity of stream insect metacommunities at two spatial levels. **Ecology and Evolution**, v. 5, n. 6, p. 1235–1248, 1 mar. 2015a.

HEINO, J. et al. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 5, p. 845–869, 1 maio 2015b.

HEINO, J.; MYKRÄ, H. Control of stream insect assemblages: roles of spatial configuration and local environmental factors. **Ecological Entomology**, v. 33, n. 5, p. 614–622, out. 2008.

LAKE, P. S. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 19, n. 4, p. 573–592, 19 dez. 2000.

LANDEIRO, V. L. et al. Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results? **Freshwater Biology**, v. 56, n. 6, p. 1184–1192, 1 jun. 2011.

LANSAC-TÔHA, F. et al. Species richness and geographic distribution of testate amoebae (Rhizopoda) in Brazilian freshwater environments. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 29, n. 2, 2007.

LANSAC-TÔHA, F. et al. Structure of the testate amoebae community in different habitats in a neotropical floodplain. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 181–190, fev. 2014.

LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, n. 7, p. 601–613, 4 jun. 2004.

LEIBOLD, M. A.; MCPEEK, M. A. Coexistence Of The Niche And Neutral Perspectives In Community Ecology. **Ecology**, v. 87, n. 6, p. 1399–1410, 1 jun. 2006.

- LIU, J. et al. Effects of connectivity, dispersal directionality and functional traits on the metacommunity structure of river benthic diatoms. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 12, p. 2238–2248, 1 dez. 2013.
- MMA. Tocantins-Araguaia Caderno da Região Hidrográfica. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/161/_publicacao/161_publicacao02032011035943.pdf>. Acesso em: 20 de maio de 2018.
- OKSANEN, J. et al. Title Community Ecology Package. 2018.
- ORTEGA, J. A.; RAZOLA, L.; GARZÓN, G. Recent human impacts and change in dynamics and morphology of ephemeral rivers. **Natural Hazards and Earth System Science**, v. 14, n. 3, p. 713–730, 31 mar. 2014.
- PEREIRA, A. P. S. et al. Biodiversidade e estrutura da comunidade zooplancônica na Sub-bacia Hidrográfica do Rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, p. 191–205, 31 ago. 2011.
- SAITO, V. S.; FONSECA-GESSNER, A. A.; SIQUEIRA, T. How Should Ecologists Define Sampling Effort? The Potential of Procrustes Analysis for Studying Variation in Community Composition. **Biotropica**, v. 47, n. 4, p. 399–402, 1 jul. 2015.
- SHMIDA, A.; ELLNER, S. Coexistence of plant species with similar niches. **Vegetatio**, v. 58, n. 1, p. 29–55, 1984.
- VELHO, L. F. M.; BINI, L. M.; LANSAC-TÔHA, F. A. Testate Amoeba (Rhizopoda) Diversity in Plankton of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 523, n. 1–3, p. 103–111, jul. 2004.
- VERGNON, R.; DULVY, N. K.; FRECKLETON, R. P. Niches versus neutrality: uncovering the drivers of diversity in a species-rich community. **Ecology Letters**, v. 12, n. 10, p. 1079–1090, 1 out. 2009.
- WINEGARDNER, A. K. et al. The terminology of metacommunity ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 27, n. 5, p. 253–254, maio 2012.